

INTEGRAÇÃO DA DETECÇÃO REMOTA NA MONITORIZAÇÃO DOS HABITATS DA REDE NATURA 2000 *Integrating Remote Sensing in Natura 2000 Habitat monitoring*

FRANCISCO GUTIERRES ⁽¹⁾, EUSÉBIO REIS ⁽²⁾, CARLOS NETO ⁽³⁾, JOSÉ CARLOS COSTA ⁽⁴⁾ &
PAULO GODINHO-FERREIRA ⁽⁵⁾

⁽¹⁾ Investigador/Doutorando FCT, ⁽²⁾ Professor Auxiliar, ⁽³⁾ Professor Associado com Agregação,
Instituto de Geografia e Ordenamento do Território da Universidade de Lisboa,
Alameda da Universidade. 1600-214 Lisboa

franciscogutierrez@campus.ul.pt; eusebioreis@campus.ul.pt; cneto@campus.ul.pt

⁽⁴⁾ Professor Associado, Instituto Superior de Agronomia - Universidade Técnica de Lisboa,
Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa
jccosta@isa.utl.pt

⁽⁵⁾ Investigado Auxiliar, Instituto Nacional de Investigação Agrária e Veterinária,
Quinta do Marquês, Av. da República, 2784-505 Oeiras
paulo.godinho@inrb.pt

Resumo

Este estudo teve por objectivo a produção de cartografia pormenorizada dos habitats da Rede Natura 2000 do sistema fluvio-lagunar de Santo André-Monte Velho com recurso a Detecção Remota Multi-espectral sobre Imagens de Satélite de Muito Grande Resolução Espacial (ISMGRE) GeoEye 2011 (*GeoEye Foundation*). A metodologia adoptada neste estudo baseou-se num estudo de separabilidade espectral e na abordagem combinada (espectral/espacial), tendo sido aplicadas a classificação de imagem ao nível do pixel e a técnica semi-automatizada de Análise de Imagem Baseada em Objectos (OBIA). Com base nos resultados obtidos, ficou comprovado que a integração de Detecção Remota Multi-espectral pode contribuir para a monitorização da área (localização, tamanho), estrutura e função (em particular ao nível das suas características estruturais) dos habitats da Rede Natura 2000. Em termos de exactidão global obtiveram-se valores de 75% para o mapa de habitats produzido. Conclui-se que a Detecção Remota Multi-espectral além de ser de extrema utilidade na monitorização dos habitats da Rede Natura 2000, constitui uma oportunidade emergente para a harmonização de procedimentos metodológicos na produção semi-automática de cartografia de habitats com elevado nível de detalhe em Portugal.

Palavras-chave: Santo André-Monte Velho, Sistema Lagunar, GeoEye-1, OBIA.

Abstract

This study aimed the production of detailed cartography of the Natura Network 2000 habitats contained in the fluvial-lagoon system of Santo André-Monte Velho. This task addressed the use of Multispectral Remote Sensing on Satellite Images of Very High Spatial Resolution Satellite Imagery (VHSR) GeoEye2011 (*GeoEye Foundation*). In terms of methodology it was based on a spectral separability study and applying the combined approach (spectral/spatial), based on pixel-based classification and semi-automated technique of the OBIA (Object-Based Image Analysis). The results obtained proved that the Multispectral Remote Sensing integration can contribute to the area (location and size) monitoring and also to the structure and function (particularly regarding structural features) of the Natura Network 2000 habitats. Global accuracy was 75% for the habitat map produced which allowed to conclude that not only Multispectral Remote Sensing is a valuable tool for Natura Network 2000 habitat monitoring, but is also an emerging opportunity for harmonize methodologies, considering semi-automatic procedure for cartographic mapping of Portuguese habitats at a high level of detail.

Keywords: Santo André-Monte Velho, Lagoon system, GeoEye-1, OBIA.

1. Introdução

Os Estados-Membros da União Europeia são obrigados pela Directiva Aves e Habitats a manter ou restaurar o estado de conservação favorável dos habitats naturais e espécies florísticas e faunísticas de interesse comunitário.

A monitorização e avaliação do estado de conservação dos habitats e espécies numa base regular é essencial para avaliar o sucesso de eventuais acções de gestão e para obter mais informações sobre os possíveis efeitos dessas acções.

Nos termos do artigo 17.º da Directiva Habitats, os Estados-Membros devem facultar, de seis em seis anos, informações sobre a aplicação das disposições da directiva.

Neste sentido, é fundamental promover a sincronização de acções de monitorização e de avaliação com diferentes finalidades (*Reporting*, Gestão e Conservação e Jurisdição). Este último diz respeito a Estudos de Impacte Ambiental e avaliação dos efeitos de medidas de mitigação e compensação (Evans, 2006).

A monitorização e avaliação do estado de conservação dos

habitats e espécies requer a definição de metodologias e selecção de indicadores ecológicos. Actualmente este ainda não é o caso. Por exemplo, a questão do parâmetro "Estrutura e Função" dos habitats (expressa no artigo 17.º da Directiva Habitats) não está definida de forma objectiva pela Comunidade Europeia (CE), e deste modo, permite diversas interpretações aos Estados-Membros (ETC/BD, 2008). Além disso, os requisitos de qualidade devem ser clarificados.

Actualmente, a CE faz a distinção entre qualidade boa, moderada e fraca, dependendo se a avaliação se baseia em dados e/ou pareceres de peritos. Não é transmitida a informação sobre os requisitos de qualidade, em termos da sua precisão e fiabilidade, do estado do habitat reportado e suas tendências (ETC/BD, 2006). Os Sítios de Importância Comunitária (SIC) necessitam ainda de ser cartografados numa base regular (6-12 anos), de modo a que a área e a distribuição dos habitats possam ser avaliados por intermédio de cartografia de vegetação, habitats e por inventários fitossociológicos (Gross *et al.*, 2009; Múcher, 2009; Kennedy *et al.*, 2009; Bock *et al.*, 2005; Janssen e Schaminee, 2003). As observações de campo possibilitam ainda a avaliação da componente biótica (flora e vegetação), abiótica (solo, águas subterrâneas), características estruturais e espaciais (Bunce *et al.*, 2008). Deste modo, o parâmetro "Estrutura e Função" dos habitats poderá ser avaliado de forma mais precisa.

A Detecção Remota (multi e hiperespectral) pode contribuir para a monitorização da área (localização, tamanho) e estrutura e função (em particular ao nível das suas características estruturais) (Gutierrez e Westinga, 2012; Múcher *et al.*, 2010; Haest *et al.*, 2010; Kooistra *et al.*, 2009; Forster *et al.*, 2008; Frick *et al.*, 2005). As actuais técnicas de interpretação visual de Fotografias Aéreas e Ortofotomapas e classificação de imagens de satélite de alta e média resolução (*e.g.* Landsat 7 ETM+, SPOT-4, SPOT-5, IRS-P6 LISS III, Ikonos, GeoEye-1, WorldView-2, entre outras) utilizadas para a produção de cartografia de coberto vegetal, podem ser melhoradas (padronizadas) por intermédio de técnicas semi-automatizadas, como a Análise de Imagem Baseada em Objectos (OBIA) (Gil, 2011; Lillesand *et al.*, 2008; Blaschke *et al.*, 2008; Diaz Varela *et al.*, 2008; Aplin, 2005; Mehner *et al.*, 2004; Rogan e Chen, 2004). Com a Detecção Remota hiperespectral os parâmetros biofísicos e bioquímicos, indicativos de características abióticas e estruturais, podem igualmente ser monitorizados. Neste contexto, o objectivo deste estudo centra-se no desenvolvimento de uma metodologia para a exploração dos padrões espaciais e espectrais de uma imagem do satélite GeoEye-1, de forma a produzir, de forma semi-automática, cartografia de habitats à escala 1:10000.

2. Área de Estudo

A área considerada neste estudo corresponde à Reserva Natural das Lagoas de Santo André e da Sancha (RNLSAS). Esta área pertence ao Distrito de Setúbal, Concelhos de Santiago do Cacém (freguesia de Santo André) e Sines (freguesia de Sines), Figura 1.

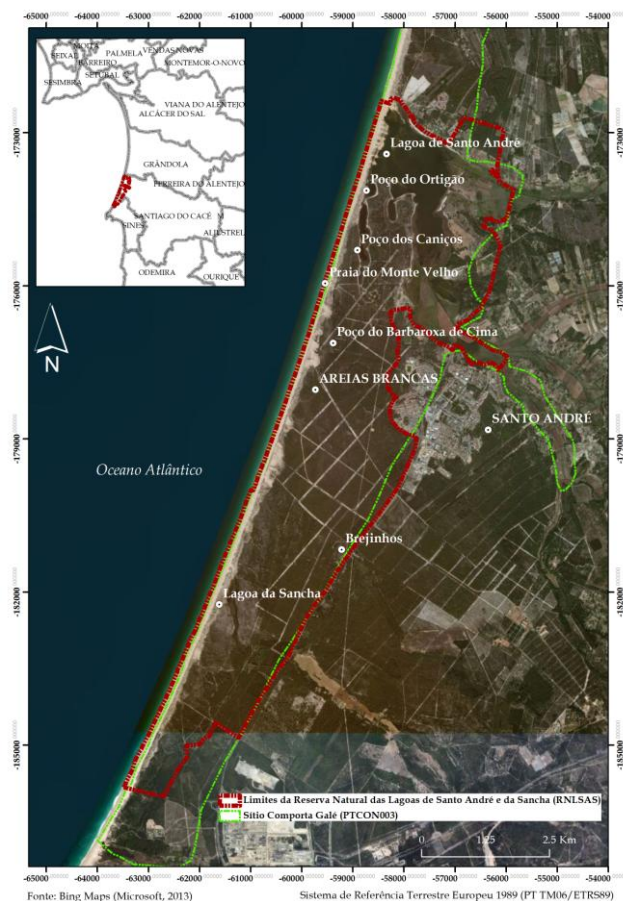


Figura 1. Localização da Reserva Natural das Lagoas de Santo André e da Sancha (RNLSAS).

A RNLSAS, com uma área de 5.275 ha (3.858 ha de superfície terrestre e 1.417 ha de superfície marítima), estende-se ao longo de uma faixa litoral de cerca de 16 km, tendo por limite Norte a zona imediatamente a sul da povoação da Costa de Santo André, no concelho de Santiago do Cacém. A Reserva Natural inclui duas lagoas costeiras - Lagoa de Santo André e Lagoa da Sancha -, sistema dunar (dunas móveis, penestabilizadas e estabilizadas) e um sistema de pequenas lagoas de água doce formadas em depressões dunares (designados como "Poços") (CEZH/RNLSAS, 2004).

2.1. Estatutos de Conservação

Para além do estatuto de Reserva Natural, criada pelo Decreto Regulamentar n.º 10/2000 de 22 de Agosto, foram atribuídos a esta área diversos estatutos de conservação internacionais em virtude da importância dos seus valores naturais. A nível comunitário foi designada Zona de Protecção Especial (ZPE) ao abrigo da Directiva Aves (79/409/CEE) (Decreto-Lei n.º 384-B/99, de 23 de Setembro) - compreendendo a ZPE da Lagoa de Santo André (PTZPE0013) e a ZPE da Lagoa da Sancha (PTZPE0014), e incluída no SIC de Comporta/Galé (PTCON0034), ao abrigo da Directiva Habitats (Resolução do Conselho de Ministros n.º 142/97, de 28 de Agosto).

No âmbito dos compromissos assumidos pelo Estado Português perante a Convenção sobre Zonas Húmidas (Ramsar, 1971), as lagoas de Santo André e da Sancha foram designadas como Zona Húmida de Importância Internacional.

Para além destes estatutos de protecção legais, esta área consta do inventário de zonas importantes para as aves em Portugal - projecto IBA/Birdlife (Costa *et al.*, 2003) e está incluída na Rede de Biótopos CORINE (SNPRCN 1992) (Farinha e Trindade, 1994).

2.2. Comunidades vegetais e habitats da Rede Natura 2000

A área da RNLSAS apresenta uma elevada diversidade de habitats de interesse conservacionista, incluindo habitats naturais referidos no Anexo I da Directiva Habitats. As principais comunidades vegetais consideradas neste estudo, e que serviram de base à cartografia realizada, correspondem a formações distintas do ponto de vista da sua estrutura, composição florística e ecologia, definindo-se como unidades individualizadas na paisagem e reconhecíveis no campo. Estas comunidades vegetais apresentam correspondência com os habitats definidos no Anexo I da Directiva Habitats e estão repartidas pelos principais geosistemas existentes na RNLSAS: praia, dunas embrionárias e penestabilizadas litorais, dunas estabilizadas litorais, dunas interiores e meios higrófilos (*vide* Costa *et al.*, 2012; Neto, 2002; Ferreira e Gomes, 2002).

3. Metodologia

3.1. Caracterização das comunidades vegetais - Abordagem Fitossociológica

Como salienta Costa *et al.* (2007), a Fitossociologia é uma ferramenta essencial para a descrição, identificação, caracterização e gestão dos habitats, provando a utilidade e a importância da descrição da vegetação e a eficiência da classificação universal promovida por esta ciência. Do mesmo modo, a implementação da Directiva Habitats acabou por ser uma grande alavanca para os estudos de Fitossociologia em Portugal.

Em termos de gestão/conservação das áreas protegidas os diferentes conceitos da Fitossociologia têm uma enorme aplicabilidade prática. A metodologia utilizada neste estudo compreendeu duas etapas distintas: uma etapa analítica de elaboração de inventários florísticos, representativos de toda a vegetação da área estudada e uma outra sintética, onde se comparou os mesmos inventários, através de tabelas, para posterior análise da tipologia, ou sistemática fitossociológica (Neto, 2002; Ferreira e Gomes, 2002; Monteiro-Henriques, 2010). O trabalho de campo foi desenvolvido entre Junho de 2010 e Maio de 2012. Foram realizados 91 inventários fitossociológicos, segundo a Escola Fitossociológica Sigmatista, que permitiram o reconhecimento das principais comunidades vegetais e habitats presentes na área estudada e auxílio na definição da amostra de validação para o processo de produção semi-automática de cartografia de habitats da RNLSAS.

3.2. Cartografia de habitats da RN2000 com recurso a Detecção Remota Multi-espectral

3.2.1. Modelo geral de análise

Tendo-se verificado que nas ISMGRE (com 4 bandas espectrais) as abordagens quer ao nível do pixel quer ao nível do objecto apresentam algumas limitações, o presente

estudo propõe uma abordagem combinada (pixel/objecto). A abordagem desenvolvida consistiu em classificar a imagem ao nível do pixel criando um MES (Mapa de Elementos de Superfície), apenas com base na informação das 4 bandas multiespectrais. Para tirar partido da informação espacial das imagens foi aplicada a técnica OBIA, com a qual se segmentou a imagem para criar regiões. A combinação das regiões com o MES, permitiu obter o Mapa de Habitats (MHAB), Figura 2.

3.3. Conjunto de dados utilizados

3.3.1. Imagem de Satélite

A imagem GeoEye2011 utilizada neste estudo, foi adquirida à *GeoEye Foundation*, nos modos multiespectral (4 m de resolução espacial) e pancromático (1 m de resolução espacial), contendo 11 bits por pixel.

Ambos os produtos pertencem ao tipo Geo, ou seja um formato ortorectificado. A imagem multiespectral contém três canais na região do visível (Azul (B), Verde (G) e Vermelho (R)) e um canal na região do Infra-Vermelho Próximo (NIR).

A imagem foi recolhida no dia 15 de Junho de 2011 às 11:35 quando o ângulo de elevação solar era de 65 graus. A projecção cartográfica UTM inicial associada ao Datum WGS84, foi transformada para ETRS89-PT TM06.

Com excepção dos processos de interpretação visual que utilizaram a fusão *pansharp* (resultante da fusão da banda pancromática com as bandas multiespectrais), todo o estudo foi baseado exclusivamente nas 4 bandas multiespectrais em consonância com o que tem sido feito por outros autores (*e.g.* Plantier, 2006; Wang *et al.*, 2004a,b; Carleer e Wolff, 2004).

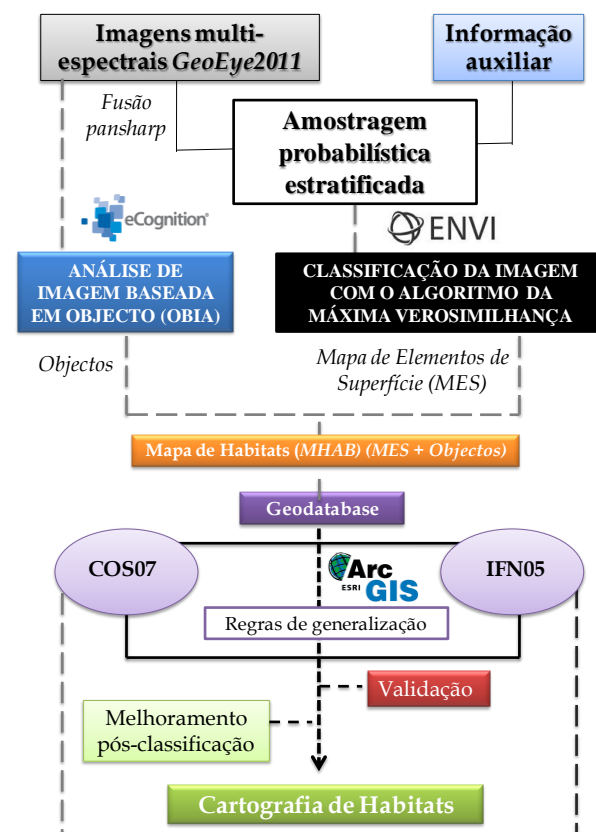


Figura 2. Abordagem metodológica.

3.3.2. Informação auxiliar

A informação auxiliar utilizada pretendeu melhorar a discriminação dos habitats naturais e semi-naturais. O melhoramento introduzido pela integração de informação auxiliar é tanto maior, quanto mais difícil for a discriminação espectral das comunidades vegetais e respectivos habitats. A combinação da informação auxiliar com as imagens de satélite foi desenvolvida numa primeira fase na definição da amostragem.

O esquema de amostragem baseou-se em informação altimétrica (DGT) e derivada (Modelo Digital do Terreno (MDT), Carta de Declives, Carta de Exposição e Carta do Índice topográfico de humidade (TWI)), Carta dos Solos de Portugal (DGADR), Carta Litológica e Cartografia de habitats de referência (Projecto LIFE "Rede Natura 2000 da Península de Setúbal / Sado" (AFLOPS)).

Numa segunda fase foi desenvolvido um procedimento de melhoramento pós-classificação (Hutchison, 1982). Para o efeito foi utilizada a Carta de Uso e Ocupação do Solo para Portugal Continental de 2007 (COS2007) (DGT) e o Inventário Florestal Nacional de 2005 (IFN05) (ICNF).

3.4. Esquema de Amostragem

3.4.1. Definição das classes

As classes foram definidas em função do objectivo do estudo, ou seja, uma vez que se pretendia caracterizar as comunidades vegetais e sobretudo discriminar habitats naturais e semi-naturais.

No Quadro 1 pode observar-se o esquema utilizado para a definição das classes.

3.4.2. Definição da amostragem

De forma a diminuir a subjectividade inerente à selecção manual de áreas de treino, optou-se por uma metodologia de selecção semi-aleatória. Neste estudo foi desenvolvida uma amostragem aleatória estratificada, tendo como unidade amostral o pixel. Na amostragem probabilística cada elemento da população tem uma probabilidade conhecida e diferente de zero de ser seleccionado.

De acordo com Loureiro (2008) este tipo de amostragem permite fazer estimativas estatisticamente válidas para todo o mapa. Os estratos considerados resultaram da informação auxiliar e da edição de polígonos, referentes a cada classe considerada, por meio de interpretação visual. A interpretação visual foi realizada sobre a imagem *pansharp* pela sua maior capacidade discriminatória dos elementos da superfície terrestre.

Após a selecção dos estratos lançaram-se sobre estes 5% de pontos aleatórios (amostras), resultando em média 120 áreas de treino por cada classe. A amostra de validação foi igualmente baseada em interpretação visual nos estratos considerados, e suportada ainda pelos pontos georreferenciados referentes aos inventários fitossociológicos.

Quadro 1. Classes em função dos Geosistemas e dos habitats naturais e semi-naturais correspondentes.

CLASSES	GEOSISTEMAS	HABITATS
A1	Vegetação litoral de praia e dunas móveis	Praia arenosa, 1210 2110 e 2120
A2	Vegetação de dunas penestabilizadas e estabilizadas	*2130pt1, Camarinhal de <i>Corema album</i> , *2250pt1 e 2230pt2
B1	Matos xerofíticos e Pinhais sobre Dunas	2260, 2250pt2, 4030pt3, 2150, 2270, 2230pt2 e Aceiros
C1.1	Lagunas costeiras	*1150 e 6420
C1.2	Vegetação palustre, de solos turfosos ou hidromórficos	Bosques palustres (91E0pt3) e mosaicos de vegetação arbustiva e herbácea baixa de turfeiras (*4020pt2 3110 3130pt2 3150pt2 3160 7140pt3 7150) 92D0
D1	Galerias e matos ribeirinhos meridionais (Tamargal)	
D2	Juncais e prados higrófilos	6420
E1	Eucaliptal	Directiva Habitats: Não se aplica
F1	Vegetação sinantrópica	Directiva Habitats: Não se aplica
G1	Hortas	Directiva Habitats: Não se aplica
H1	Arrozal	Directiva Habitats: Não se aplica
I1	Áreas Sociais	Directiva Habitats: Não se aplica

3.5. Análise de separabilidade espectral

Para a análise de separabilidade espectral das classes definidas, utilizaram-se diagramas de dispersão, visualizados nas bandas do Vermelho (V) e Infra-Vermelho Próximo (IVP) por serem as bandas menos correlacionadas, e uma medida de separabilidade (Loureiro, 2008). Assim, após um primeiro contacto visual com a distribuição das classes pelo espaço amostral procedeu-se ao cálculo de uma medida de separabilidade para a identificação dos pares de classes com maior e menor separabilidade.

De entre as diversas medidas de separabilidade existentes (*e.g.* Divergência transformada, Distância de Jeffries-Matusita e Distância de Bhattacharya (B-Distance)) optou-se pelo Algoritmo de Clustering Hierárquico (no software *ArcGIS10*) (ESRI, 2011). O dendograma respectivo mede as distâncias entre os pares de classes com valores médios e variâncias e é definido por:

$$d_{mn} = \sum_{i=1}^N \frac{(\mu_{mi} - \mu_{ni})^2}{\sqrt{V_{mi} V_{ni}}}$$

em que m e n representam os IDs das classes, i o número da layer, μ a média da classe m ou n na layer i e V a variância da classe m ou n na layer i .

Este indicador apresenta valores que indicam o grau relativo de similaridade das classes, ou seja, a distância no espaço multidimensional (ESRI, 2012).

3.6. Mapa de elementos de superfície (MES)

O MES foi elaborado através da classificação da imagem com o algoritmo da máxima verossimilhança (MLC). A utilização deste algoritmo baseou-se no facto de ter vindo a demonstrar bons resultados noutros estudos (e.g. Plantier, 2006; Wang *et al.*, 2004a). O algoritmo da máxima verossimilhança considera a dimensão das elipses formadas pelas áreas de treino (Threshold) e permite a atribuição de uma probabilidade a cada classe (Bias). O algoritmo de aprendizagem supervisionado ao nível do pixel (MLC) foi desenvolvido no software ENVI 4.6 (Exelis Visual Information Solutions).

3.7. Mapa de Habitats (MHAB)

O MHAB foi criado a partir da combinação do MES com as regiões provenientes da OBIA. A OBIA inclui dois passos essenciais: a criação dos objectos por segmentação das imagens e a classificação dos objectos (Blaschke, 2010; Lucieer, 2008; Van Coillie *et al.*, 2007; Woodcock *et al.*, 1994; Franklin *et al.*, 2000; De Kok *et al.*, 2000). A segmentação multi-resolução consiste na subdivisão da imagem em zonas, ou regiões, homogêneas e uniformes em função de um determinado atributo da imagem (Baatz e Schape, 2000).

Este tipo de segmentação cria regiões na imagem em função de parâmetros de cor, forma e textura dos pixéis de uma região, e de um parâmetro de escala que define o limiar de heterogeneidade a partir do qual um pixel deixa de pertencer a uma dada região. Os parâmetros para a segmentação da imagem foram determinados visualmente, por comparação de diferentes níveis de segmentação, resultantes da variação dos parâmetros. Optou-se apenas por um nível de segmentação, cujos parâmetros (Quadro 2) foram os que melhor isolaram regiões congruentes com as classes que se pretendiam representar. A segmentação da imagem foi desenvolvida no modo Rule Set no software *E-Cognition Developer 8.7.2* (Trimble, 2012).

Quadro 2. Parâmetros utilizados para segmentar a imagem.

	B	G	R	IV
PESO	0.5	1	1	1
PARÂMETRO DE ESCALA	250			
CRITÉRIO	Cor	0.9		
	Forma	0.1	Compactness	0.1
ESPECTRAL			1	1

Foi ainda desenvolvido um processo de melhoramento pós-classificação com recurso à COS07 e IFN05.

Para avaliação do MHAB recorreu-se a matrizes de confusão de onde se extraíram índices globais de exactidão e índices específicos (Precisão Global (PG), Índice da Exactidão do Produtor (EP) e Índice da Exactidão do Utilizador (EU)).

4. Resultados e Discussão

4.1. Separabilidade espectral

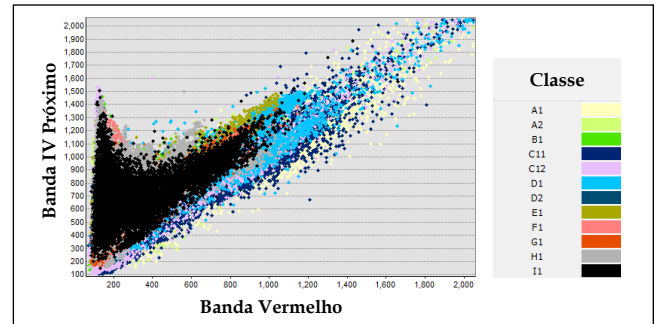


Figura 3. Diagrama de dispersão das classes de interesse visualizadas nas bandas do Vermelho e IV próximo.

Na Figura 3, podem observar-se as distribuições de cada classe, projectadas no diagrama de dispersão (IVP, V). Verifica-se uma boa separabilidade das classes de área não vegetada (I1) uma vez que esta é composta por uma grande variedade de materiais que compõe as áreas urbanas. Como tal esta classe apresenta uma grande variabilidade espectral quer no V quer no IVP apresentando um comportamento quase linear. As classes de vegetação sinantrópica (F1), Hortas (G1) e Arrozal (H1) apresentam igualmente um comportamento quase linear e uma quase total sobreposição uma vez que são compostas por vários tipos de agricultura e por todo o tipo de solos nus. As classes Hortas (G1) e Arrozal (H1) apresentam ainda alguma sobreposição com a classe de vegetação palustre (C1.2). Espera-se portanto que a exactidão na classificação destas classes esteja um pouco aquém das restantes.

As classes referentes a vegetação dunar (A1 e A2) apresentam uma considerável separabilidade entre elas próprias, e face às classes de matos xerófitos e pinhais sobre dunas (B1), vegetação sinantrópica (F1) e Lagunas costeiras (C1.1), respectivamente.

Contudo, é de salientar alguma sobreposição da classe Vegetação de dunas penestabilizadas e estabilizadas (A2) relativamente à classe Galerias e matos ribeirinhos meridionais (Tamargal) (D1). Tal facto poderá ser justificado por uma resposta espectral semelhante destas duas classes de coberto vegetal.

No que respeita às classes referentes a matos e florestas verifica-se uma boa diferenciação entre as mesmas. As únicas classes que nunca se sobrepõem são os matos xerófitos e pinhais sobre dunas (B1) e a vegetação palustre (C1.2), matos xerófitos e pinhais sobre dunas (B1) e juncais e prados higrófilos (D2). Contudo, as classes de matos xerófitos e pinhais sobre dunas (B1) e Eucaliptal apresentam alguma sobreposição.

No dendograma da Figura 4 podem observar-se os valores de distância entre os pares de classes.

Verifica-se que estes valores são consistentes com o que foi referido anteriormente, ou seja os pares de classe com valores menos elevados referem-se às classes não vegetadas, sendo o par G1/I1 um dos que apresenta valores mais baixos (0.41 – não separabilidade).

Entre as classes referentes a matos e florestas, o par B1/E1 apresenta igualmente um dos valores mais baixos (0.71 – não separabilidade). No entanto estas duas classes apresentam sempre valores de boa separabilidade com as restantes.

Por outro lado, os valores mais elevados (boa separabilidade acima de 1) ocorrem entre as classes de vegetação dunar (par A1/A2 com 1.36; par A1/B1 com 3.66), e como seria de esperar entre a classe Lagunas costeiras e as classes vegetadas (par A2/C1.1 com 1.13).

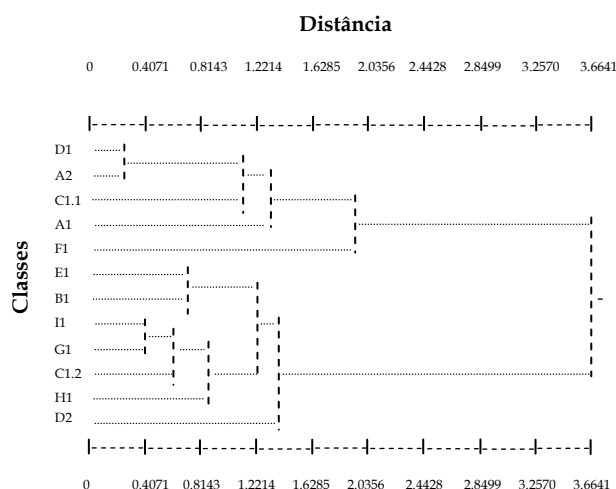


Figura 4. Dendrograma com os valores da medida de separabilidade (distância) entre pares de classes.

4.2. Classificação (MHAB)

No que se refere ao MES, constata-se que o classificador da máxima verossimilhança obteve resultados aquém do esperado, com um valor de PG de 53%.

Estes resultados demonstram que este algoritmo classifica bem os pixels para os quais foi treinado, no entanto existe uma grande proporção da realidade para a qual ele não foi treinado.

Este aspecto é justificável pela selecção de classes pouco representativas, ou por constituírem elementos que não existem na área de estudo em quantidade suficiente para serem representados, mas aos quais foi atribuída uma classe, ou ainda por se tratar de pixels mistos.

Após a criação dos objectos pela análise OBIA, estes foram sobrepostos ao MES, estabelecendo-se um conjunto de regras baseadas no tipo e percentagem de elementos de superfície presentes em cada região, Figura 5.

Deste modo, foi possível distinguir os diversos habitats presentes dentro de cada classe considerada (e.g. na classe A2 foi possível distinguir o habitat *2130pt1 do Camarinhal de *Corema album* e habitats *2250pt1 e 2230pt2).

No que se refere ao processo de melhoramento pós-classificação revelou-se fundamental na distinção das classes não vegetadas (F1, G1, H1 e I1) e matos e florestas (B1 e E1).

No que se refere ao MHAB generalizado, obteve-se uma PG de 75%, EP de 58% e EU de 68%. Podemos observar na matriz de confusão, Quadro 3, a existência de alguns problemas na classe Vegetação palustre, de solos turfosos ou hidromórficos (C1.2), Vegetação litoral de praia e dunas móveis (A1), Vegetação de dunas penestabilizadas e estabilizadas (A2), matos xerófitos e pinhais sobre dunas (B1) e Eucaliptal (E1).

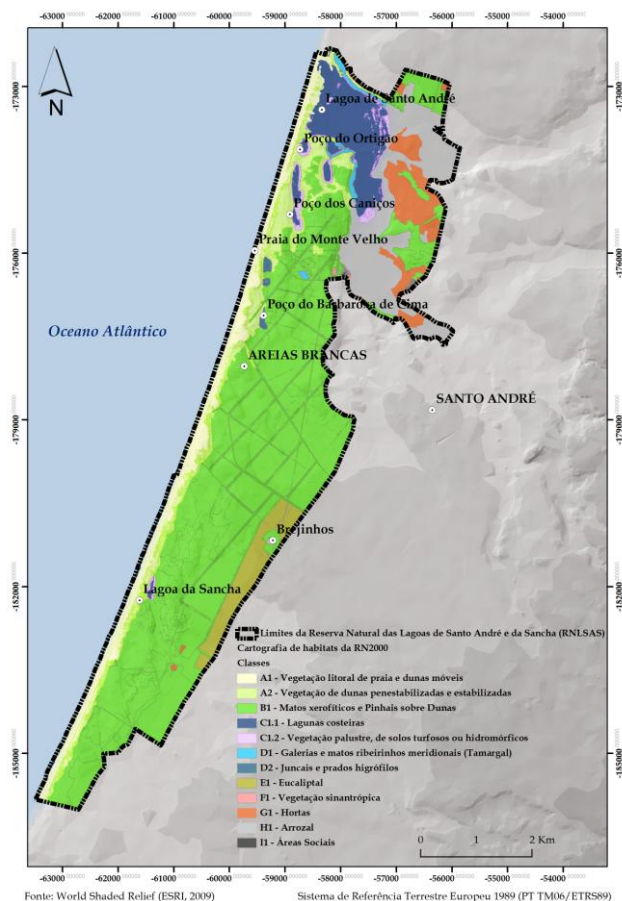


Figura 5. Cartografia de habitats da Rede Natura 2000 (MHAB) da RNLSAS.

Verificam-se assim erros de comissão, ou seja, amostras que foram classificadas como determinada classe mas que na realidade constituem uma outra classe; e erros de omissão, nos quais as amostras deviam ter sido classificadas como uma determinada classe mas cujo algoritmo classificou como outra.

As classes de Vegetação litoral de praia e dunas móveis (A1), Vegetação de dunas penestabilizadas e estabilizadas (A2) e Matos xerófitos e Pinhais sobre Dunas (B1) apresentam um considerável valor de omissão, justificável pela reduzida variabilidade espacial entre estas classes, e consequentemente dificuldade na selecção e localização das amostras de treino.

No que se refere à classe Lagunas Costeiras (C1.1), esta apresenta um baixo valor de omissão dada a sua potencial facilidade de separabilidade (baixos valores de NDVI).

Quadro 3. Matriz confusão obtida para o Mapa de Habitats (MHAB).

Classificação MHAB	Verdade no terreno												Total	Erro de comissão
	A1	A2	B1	C1.1	C1.2	D1	D2	E1	F1	G1	H1	I1		
A1	493	71	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	564	13%
A2	516	614	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1138	46%
B1	49	1300	4223	0	0	0	0	90	0	0	0	0	5662	25%
C1.1	68	0	175	5299	39	0	0	0	0	0	0	0	5581	5%
C1.2	0	0	34	5	55	228	44	0	0	236	223	0	825	93%
D1	13	48	0	33	66	187	0	0	0	0	70	0	417	55%
D2	1	53	81	7	14	0	121	0	0	0	0	0	277	56%
E1	0	0	1559	0	0	0	0	744	0	0	0	0	2303	68%
F1	0	0	114	0	0	0	0	0	281	0	0	5	400	30%
G1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	658	712	40	1410	53%
H1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6084	0	6084	0%
I1	126	50	108	0	0	0	0	0	0	76	46	307	713	57%
Total	1266	2136	6302	5344	174	415	165	834	281	970	7135	352		
Erro de omissão	61%	71%	33%	1%	68%	55%	27%	11%	0%	32%	15%	13%		75%

A classe Vegetação palustre, de solos turfosos ou hidromórficos (C1.2) foi classificada como Lagunas costeiras e Galerias e matos ribeirinhos meridionais (Tamargal) (D1), o que pode ser compreendido quando relacionamos os baixos níveis de NDVI para cada uma destas classes.

A elevada especificidade ecológica e reduzida variabilidade espacial (gera problemas de reconhecimento de padrões ao nível do pixel) das comunidades vegetais presentes nesta classe de vegetação, e a pequena quantidade de amostras da classe C1.2 poderão constituir também razões para o elevado erro.

Ainda no que respeita à classe Matos xerofíticos e Pinhais sobre Dunas (B1) existe alguma confusão com a classe de Eucalipto (E1).

Tal aspecto poderia ser justificado pela pouca informação espectral das imagens GeoEye-1, não permitindo a distinção automática completa entre estas duas espécies importantes e distintas.

No entanto, os erros de omissão verificados nestas classes serão devidos à amostragem de pixéis de pinheiro bravo coincidentes com eucalipto.

5. Conclusões e Perspectivas Futuras

Tendo em conta o objectivo principal deste estudo, discriminação de habitats da RN2000, pode concluir-se que de facto algumas das ISMGRE devido às suas limitações, ainda não servem para distinguir inequivocamente os habitats naturais e semi-naturais.

O facto do satélite GeoEye-1 possuir poucas bandas espectrais e apenas uma de infravermelho, pode influenciar a discriminação das classes vegetais.

Deste modo, é recomendada a utilização de ISMGRE com maior resolução espacial e espectral (e.g. WorldView-2).

Outro aspecto prende-se com a opção metodológica de integração de classificadores rígidos, que implicam a atribuição de cada pixel à classe mais semelhante mesmo que esta não seja a mais apropriada, o que implica resultados menos favoráveis.

Contudo, na transição do MES para o MHAB a PG aumentou em cerca de 22%, pelo que se conclui que a inclusão de processos de segmentação e regras de classificação contribuíram significativamente para o aumento da exactidão global.

Neste sentido, uma análise exclusiva ao nível do objecto tendo em conta factores como a textura, informação contextual, dimensão e maior número de bandas espectrais relacionadas com a vegetação, poderia aproximar-se mais dos mapas obtidos por interpretação visual e assim implicar trabalhos futuros mais exactos.

Apesar das limitações apresentadas e tendo como base os resultados obtidos, ficou comprovado que a integração de Detecção Remota Multi-espectral na monitorização de habitats da RN2000 pode beneficiar:

- a harmonização e padronização de abordagens metodológicas;
- a distinção de valores de reflexões espectrais e parâmetros contextuais (forma, textura, cor) por tipos de habitats a uma escala de grande pormenor e;
- integração da cartografia produzida em metodologias de diagnose ambiental e qualidade ecológica de habitats.

Concluimos que a Detecção Remota Multi-espectral além de apresentar diversas vantagens relativamente às usuais técnicas de interpretação visual de imagem (menor subjectividade na interpretação, maior objectividade dos resultados, menores tempos de execução e custos, coberturas sistemáticas e homogéneas e possibilidade de análise multi-temporal), apresenta uma extrema utilidade na monitorização dos habitats da RN2000, constituindo uma oportunidade emergente para a harmonização de procedimentos metodológicos na produção de cartografia de habitats com elevado nível de detalhe em Portugal.

Agradecimentos

À Fundação para Ciência e Tecnologia (FCT) pelo apoio financeiro através da concessão da bolsa de Doutoramento (Referência SFRH / BD / 45147 / 2008).

Expresso também os meus agradecimentos à empresa Trimble por disponibilizar o software *eCognition Developer* sob a forma de uma licença académica no qual foi implementada a Análise de Imagem Baseada em Objectos (OBIA).



(Imagem cedida pela GeoEye Foundation)

Referências

- Aplin, P. (2005). *Remote sensing: ecology*, Progress in Physical Geography, 29, 104-113.
- Baatz, M. e Schape, A. (2000). *Multiresolution Segmentation - An Optimization Approach for High Quality Multi- Scale Image Segmentation*, Angewandte Geographische Informationsverarbeitung, XII, Ed. J. Strobl et al, AGIT Symposium, Salzburg, 12-23 pp.
- Blaschke, T. (2010). *Object based image analysis for remote sensing*, ISPRS J. Photogrammetry, 65, 2-16.
- Blaschke, T.; Lang, S. e Hay, G.J. (Eds.) (2008). *Object-Based Image Analysis: Spatial concepts for knowledge-driven remote sensing applications*, Springer, Berlin, Heidelberg, 817 pp.
- Bock, M.; Rossner, G.; Wissen, M.; Remm, K.; Langanke, T.; Lang, S.; Klug, H.; Blaschke, T.; e Vrscaj, B. (2005). *Spatial indicators for nature conservation from European to local scale*, Ecological Indicators, 5, 322-338.
- Bunce, R.G.H.; Metzger, M.J.; Jongman, R.H.G.; Brandt, J.; De Blust, G.; Elena-Rossello, R.; Groom, G.B.; Halada, L.; Hofer, G.; Howard, D.C.; Kova, P.; Mucher, C.A.; Padoa-Schioppa, E.; Paelinckx, D.; Palo, A.; Perez-Soba, M.; Ramos, I.L.; Roche, P.; Skanes, H. e Wrbka, T. (2008). *A standardized procedure for surveillance and monitoring European habitats and provision of spatial data*, Landscape Ecology, 23, 11-25.
- Carleer, A. e Wolff, E. (2004). *Exploitation of very high resolution satellite data for tree species identification*, Photogrammetric Engineering & Remote Sensing, 70, 1, 135-140.
- CEZH / RNLSAS (2004). *Reserva Natural das Lagoas de St.º André e Sancha, uma contribuição para o plano de gestão*, Instituto da Conservação da Natureza / Centro de Zonas Húmidas, 118 pp.
- Costa, J.C.; Monteiro-Henriques, T.; Neto, C.; Arsénio, P. e Aguiar, C. (2007). *The Application of the Habitats Directive in Portugal*, Fitosociologia, 44, 2, suppl.1, 23-28.
- Costa, J.C.; Neto, C.; Aguiar, C.; Capelo, J.; Espírito Santo, M.D.; Honrado, J.; Pinto Gomes, C.; Monteiro-Henriques, T.; Sequeira, M. e Lousã, M. (2012). *Vascular Plant Communities in Portugal (Continental, the Azores and Madeira)*, Global Geobotany, 2, 1-180. ISSN: 2253-6426.
- Costa, L.; Nunes, M.; Geraldès, P. e Costa, H. (2003). *Zonas Importantes para as Aves em Portugal*, Sociedade Portuguesa para os Estudos das Aves, Lisboa, 160 pp.
- Definiens A. (2009). *Definiens developer 8 Reference Book*, Germany.
- De Kok, R.; Buck, A.; Schneider, T.; e Ammer, U. (2000). *Analysis of image objects from VHR imagery for forest GIS updating in the Bavarian Alps*, Proc. ISPRS Amsterdam, Working Group III/5, July.
- Diaz Varela, R.A.; Ramil Rego, P.; Calvo Iglesias, S.; e Munoz Sobrino, C. (2008). *Automatic habitat classification methods based on satellite images: A practical assessment in the NW Iberia coastal mountains*, Environmental Monitoring and Assessment, 144, 229-250.
- ESRI (2011). *ArcGIS Desktop: Release 10*. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.
- ESRI (2012). *Dendrogram (Spatial Analyst)* [Homepage de ArcGIS Resources], [Online]. Disponível: <http://resources.arcgis.com/en/help/main/10.1/index.html#//009z000000p8000000> [acedido em 08 de Abril de 2013].
- ETC/BD (2006). *Explanatory Notes & Guidelines, Assessment, monitoring and reporting under Article 17 of the Habitats Directive*, Final draft, 64 pp., Paris, European Topic Centre on Biological Diversity.
- ETC/BD (2008). *Article 17 Technical Report (2001-2006). Ch. 2: Data completeness, quality and coherence* [European Topic Centre on Biological Diversity] [Online]. Disponível: <http://biodiversity.eionet.europa.eu/article17> [acedido em 08/04/2013].
- Evans, D. (2006). *The habitats of the European Union Habitats Directive*, Biology and Environment, 106, B, 167-173.
- Exelis Visual Information Solutions (2010). *ENVI version 4.6*, Boulder, Colorado.
- Farinha, J.C. e Trindade, A. (1994). *Contribuição para o Inventário e Caracterização de Zonas Húmidas em Portugal Continental*, ICN/MedWet, Lisboa, 211 pp.
- Ferreira, R.P. e Gomes, C.P. (2002). *O interesse da fitossociologia na gestão e conservação do litoral alentejano: praia do Monte Velho (Santiago do Cacém)*, Direcção Regional de Ambiente e Ordenamento do Território do Alentejo, Évora, 126 pp.
- Forster, M.; Frick, A.; Walentowski, H. e Kleinschmit, B. (2008). *Approaches to utilising QuickBird data for the monitoring of NATURA 2000 habitats*, Community Ecology, 9, 155-168.
- Franklin, J.; Woodcock, C.E; e Warbington, R. (2000). *Multi-attribute vegetation maps of Forest Service lands in California supporting resource management decisions*, Photogrammetric Engineering and Remote Sensing, 66, 1209-1217.
- Frick, A.; Weyer, G.; Kenneweg, H. e Kleinschmit, B. (2005). *A knowledge based approach to vegetation monitoring with*

- Quickbird imagery*, Proceedings of the ISPRS Workshop 2005: High-Resolution Earth Imaging for Geospatial Information, Hannover, 17-20 May.
- Gil, A. (2011). *Using remote sensing data to support the development of methods for territorial and natural resources' characterization, assessment, planning and management*, Ph.D. Thesis, University of the Azores, Ponta Delgada, 173 pp.
- Gross, J.E.; Goetz, S.J. e Cihlar, J. (2009). *Application of remote sensing to parks and protected area monitoring: Introduction to the special issue*, Remote Sensing of Environment, 113, 1343-1345.
- Gutierrez, F. e Westinga, E. (2012). *Requirements for monitoring and assessment of the conservation status of Natura 2000 habitat types in Aamsveen, Wittveen Sites (Overijssel Province, The Netherlands)*, Internship report to NRS, ITC, Enschede, 36 pp.
- Hutchison, C.F. (1982). *Techniques for combining Landsat data and ancillary data for digital classification improvement*, Photogrammetric Engineering and Remote Sensing, 48, 123-130.
- Janssen, J.A.M. e Schaminee, J.H.J. (2003). *Europese natuur in Nederland: habitattypen*, Utrecht, KNNV Uitgeverij.
- Kennedy, R.E.; Townsend, P.A.; Gross, J.E.; Cohen, W.B.; Bolstad, P.; Wang, Y.Q. e Adams, P. (2009). *Remote sensing change detection tools for natural resource managers: Understanding concepts and tradeoffs in the design of landscape monitoring projects*, Remote Sensing of Environment, 113, 1382- 1396.
- Lillesand, T.M.; Kiefer, R.W. e Chipman, J. W. (2008). *Remote sensing and image interpretation 6th edition*, Wiley, Hoboken (NJ), 804 pp.
- Loureiro, M. (2008). *Exploração das características espectrais de imagens IKONOS para caracterização da ocupação do solo: comparação de classificadores*, Tese de mestrado, Instituto Superior Técnico, 71 pp.
- Lucieer, V.L. (2008). *Object-oriented classification of sidescan sonar data for mapping benthic marine habitats*, International Journal of Remote Sensing, 29, 3, 905-921.
- Mehner, H.; Cutler, M.; Fairbairn, D. e Thompson, G. (2004). *Remote sensing of upland vegetation: the potential of high spatial resolution satellite sensors*, Global Ecology and Biogeography, 13, 359-369.
- Monteiro-Henriques, T. (2010). *Fitossociologia e Paisagem da Bacia Hidrográfica do Rio Paiva*, Tese de doutoramento, Universidade Técnica de Lisboa - Instituto Superior de Agronomia, 306 pp.
- Mücher, C.A. (2009). *Geo-spatial modeling and monitoring of European landscapes and habitats using remote sensing and field surveys*, Ph.D. thesis, Wageningen University, 269 pp.
- Mücher, C.A.; Kooistra, L.; Vermeulen, M.; Haest, B.; Spanhove, T.; Delalieux, S.; Vanden Borre, J. e Schmidt, A. (2010). *Object identification and characterization with hyperspectral imagery to identify structure and function of NATURA 2000 habitats*, Proceedings of the Geobia conference, Ghent, Belgium, 30 June-2 July.
- Neto, C. (2002). *A Flora e a Vegetação do superdistrito Sadense (Portugal)*, Guineana, 8, 1-269.
- Plantier, T. (2006). *Análise de Padrões Espectrais e Espaciais de Imagens de Muito Grande Resolução Espacial para Caracterização da Ocupação do Solo*, Tese de Mestrado, Instituto Superior Técnico, 94 pp.
- Rogan, J. e Chen, D. (2004). *Remote sensing technology for mapping and monitoring land-cover and land-use change*, Progress in Planning, 61, 301-325.
- Trimble (2012). *eCognition Developer 8.7.2*. Trimble Germany GmbH, Trappentreustr. 1, D-80339 München, Germany.
- Van Coillie, F.M.B; Verbeke, L.P.C. e De Wulf, R.R. (2007). *Feature selection by genetic algorithms in object-based classification of IKONOS imagery for forest mapping in Flanders, Belgium*, Remote Sensing of Environment, 110, 476-487.
- Wang, L.; Sousa, W.P. e Gong, P. (2004a). *Integration of object-based and pixel-based classification for mapping mangroves with IKONOS imagery*, International Journal of Remote Sensing, 20, 24, 5655-5668.
- Wang, L.; Sousa, W.P.; Gong, P. e Biging, G.S. (2004b). *Comparison of IKONOS and QuickBird images for mapping mangrove species on the Caribbean coast of Panama*, Remote Sensing of the Environment, 91, 3-4, 432-440.
- Woodcock, C.E.; Collins, J.B.; Gopal, S.; Jakabhazy, V.D.; Li, X.; Macomber, S.; Ryherd, S.; Harward, V. J.; Levitan, J. e Wu, Y. (1994). *Mapping forest vegetation using Landsat TM imagery and a canopy reflectance*, Remote Sensing of Environment, 50, 240-254.